Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science
Région du Pacifique
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Réponse des Sciences 2016/031

MISE À JOUR SUR L'ÉTAT DU STOCK ET OPTIONS DE RÉCOLTE POUR LA PÊCHE AUX OURSINS VERTS (*STRONGYLOCENTROTUS DROEBACHIENSIS*) EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, 2016-2019

Contexte

Le stock d'oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) de la Colombie-Britannique est évalué tous les trois ans. L'évaluation précédente a été menée en 2013 (MPO 2014) et a documenté l'élaboration du Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) pour la pêche à l'oursin vert dans la Région du Pacifique pour 2013-2016. Cette évaluation permettra de mettre à jour l'avis servant à élaborer le nouveau PGIP.

La Gestion des pêches de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé qu'un avis soit formulé sur la pêche à l'oursin vert en Colombie-Britannique (C.-B.), d'ici le printemps 2016, sur les points suivants :

1. les options de pêche durable pour les zones de pêche commerciale (secteurs de gestion des pêches du Pacifique [SGPP] 12, 13, 18 et 19);
2. les risques ou les incertitudes que comportent les différentes options de pêche;
3. les tendances récentes au sein des populations locales et la structure des populations d'oursins verts là où l'on dispose de données;
4. les recommandations en matière de recherche supplémentaire ou de programmes d'évaluation des stocks.

Dans le présent document, on évalue les stocks d'oursins verts dans les régions de la C.-B. où la récolte commerciale est autorisée à l'aide d'analyses des données dépendantes et indépendantes de la pêche. Les options présentées en matière de quotas ont été formulées à partir du modèle bayésien d'évaluation publié précédemment (Perry *et al.* 2002; Zhang et Perry 2005) utilisé dans les évaluations du stock d'oursins verts de la C.-B. depuis 2003 (Perry *et al.* 2002; Perry *et al.* 2006; Waddell *et al.* 2010; MPO 2014). Le présent document constitue une mise à jour des résultats découlant des données de relevé et de prises commerciales les plus récentes.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences du 6 avril 2016 sur la Mise à jour sur l'état du stock et options en matière de quotas pour la pêche aux oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2016-2019.

Renseignements de base

Les oursins verts (figure 1) sont des invertébrés benthiques avec une aire de répartition très étendue qui fréquentent les eaux tempérées circumpolaires fraîches des océans Pacifique et Arctique. Dans le Pacifique, ils sont présents du nord de l'État de Washington aux îles Aléoutiennes et à l'Alaska, et vers l'est jusqu'à la péninsule coréenne, le Kamtchatka, la Russie et l'île de Hokkaido au Japon. L'oursin vert est présent autant dans la zone intertidale que dans

la zone infratidale jusqu'à plus de 140 m de profondeur. Les substrats composés de roches, de gravier et de coquilles constituent son habitat préféré. L'oursin vert se nourrit principalement de varech et d'algues marines, et il représente une importante source de nourriture pour les étoiles de mer, les crabes, les gros poissons et la loutre de mer (*Enhydra lutris*).

Les sexes sont séparés et les éléments reproducteurs sont libérés directement dans le milieu extérieur. Le frai est saisonnier et varie d'une région à l'autre; en Colombie-Britannique, il a lieu en février et en mars. La durée de la période larvaire est de 7 à 22 semaines (Strathmann 1978). Dans le sud de la C.-B., les oursins verts atteignent la maturité sexuelle lorsque le diamètre de leur test (DT) atteint 25 mm (Waddell *et al.* 2002); la taille réglementaire minimale est un DT de 55 mm, ce qui correspond en Alaska à des individus de 2 à 3 ans et de 4 ans respectivement (Munk 1992). La croissance est très variable et dépend de la disponibilité de la nourriture et des conditions environnementales.

Les oursins verts sont la cible d'une pêche commerciale, d'une pêche récréative et d'une pêche traditionnelle à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) par les Premières Nations. Les prises par les pêcheurs récréatifs et les pêcheurs à des fins ASR sont en grande partie inconnues, mais elles semblent minimes. La pêche commerciale est réalisée par des plongeurs qui se rendent aux sites en petit navire et récoltent les oursins à la main. Les plongeurs font la récolte au moment et à l'endroit où la qualité des œufs est optimale. La gestion de la pêche commerciale prévoit un DT minimum de 55 mm, des limites de permis, des ouvertures limitées par zone, des quotas par zone et des quotas individuels. Des détails sur les restrictions relatives au prélèvement et à la délivrance de permis sont fournis dans le PGIP (MPO 2013).

En C.-B., on pratique la pêche commerciale aux oursins verts dans deux régions de la côte : le nord-est de l'île de Vancouver, qui comprend les SGPP 12 et 13, et le sud-est de l'île de Vancouver, qui comporte les SGPP 18 et 19 (figure 2). Les deux régions sont évaluées séparément.

Figure 1. Oursins verts (Strongylocentrotus droebachiensis). Photo gracieusement offerte par Pauline Ridings.

Figure 2. Carte du sud de la Colombie-Britannique montrant les quatre secteurs de gestion des pêches (12, 13, 18 et 19) où la pêche aux oursins verts est autorisée. Les cercles rouges indiquent les emplacements des relevés aux sites repères.

Analyse et réponse

Indicateurs de l'état du stock

Données dépendantes de la pêche

La tendance dans les captures par unité d'effort (CPUE) (kilogrammes d'oursins pêchés par heure de plongée) dépendantes de la pêche est utilisée comme indicateur de l'état du stock dans cette évaluation. Les données sur les prises et l'effort sont tirées des registres de captures et de validation, et de bordereaux de vente pour les données datant d'avant 1995. La valeur médiane des CPUE a été choisie pour afficher les tendances parce qu'elle est moins sensible aux valeurs aberrantes des données sur l'effort que la moyenne. La variabilité entourant les CPUE est exprimée comme l'écart-type de la médiane, qui a été calculé dans Waddell *et al.* (2010) et MPO (2014) en multipliant l'écart-type de la moyenne des CPUE par 1,2533 (Sokal et Rohlf 2012).

Perry *et al.* (2002) ont décrit trois périodes dans l'histoire de la pêche : la période de croissance (de 1987 à 1990), la période de crise (de 1991 à 1993) et la période de rétablissement (de 1994 à aujourd'hui) (figures 3, 4 et 5). Au cours de la période de croissance de la pêche, les débarquements (figure 5) et l'effort (figure 3) ont augmenté alors que la moyenne des CPUE (figure 4) a commencé à décliner lentement. Lors de la période de crise qui s'ensuivit, les débarquements et l'effort ont atteint un pic, la médiane des CPUE a continué à diminuer, et les pêcheurs ont déclaré avoir à plonger plus profondément pour réussir à trouver suffisamment d'oursins commercialisables. Au début de la période de rétablissement (de 1994 à aujourd'hui), un système de quotas individuels a été mis en place dans le cadre duquel chaque permis recevait une part égale du total autorisé des captures (TAC). D'autres mesures de gestion ont été mises en place, y compris des fermetures de zones et des quotas par secteur, ce qui a stabilisé l'effort de pêche et augmenté la médiane des CPUE. Par la suite, il y a eu une période de faible demande, de 2004 jusqu'à la saison de pêche 2013-2014. En Colombie-Britannique, cela a entrainé une période d'effort faible et variable, mais une médiane des CPUE relativement élevée.

Bien qu'il y ait eu une légère diminution de la médiane des CPUE depuis la saison 2012-2013, dans l'ensemble, la médiane des CPUE des dernières années était élevée par rapport au début de la pêche. Les tendances de la médiane des CPUE étaient similaires dans les deux régions de pêche (figure 4).

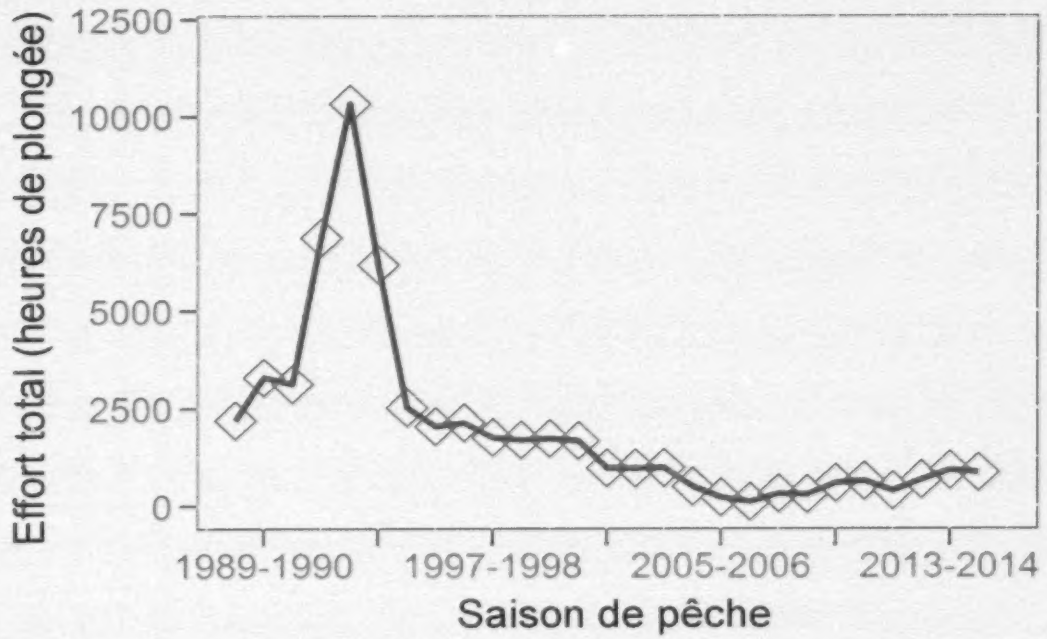

Figure 3. Effort total (heures de plongée) pour les SGPP 12, 13, 18 et 19 combinées.

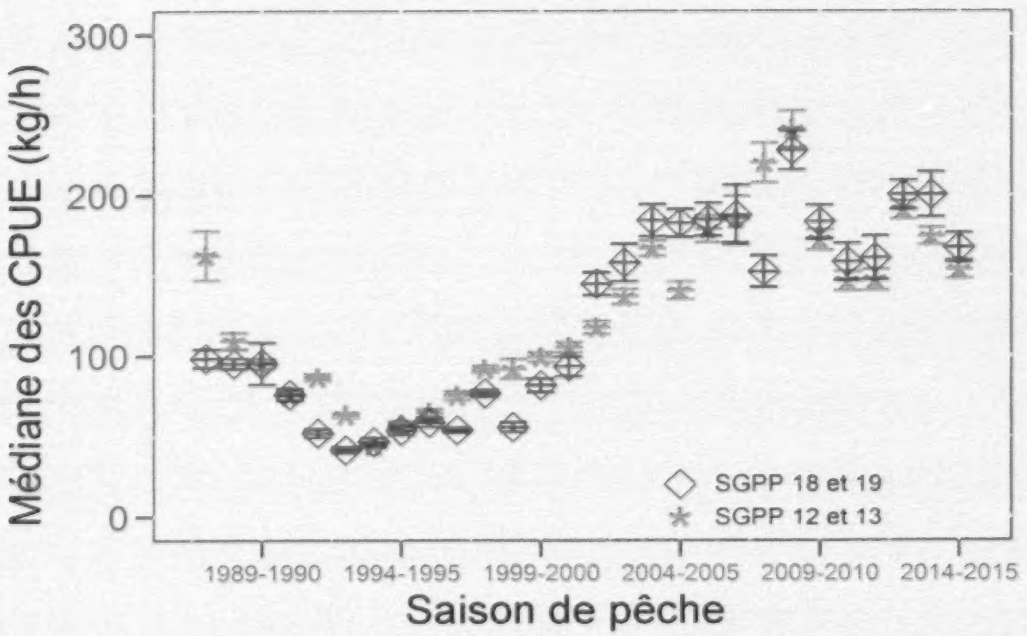

Figure 4. Médiane des CPUE (kg/h) ± écart-type pour les SGPP 12-13 (étoiles rouges) et 18-19 (losanges bleus) par saison de pêche commerciale.

Les débarquements inférieurs au TAC pour les saisons de pêche 2004-2005 à 2011-2012 (figure 5) sont attribuables à la faible demande et ne semblent pas représentatifs de l'état du stock. Les marchés se sont améliorés récemment, et 82 % et 67 % du TAC ont été atteints au cours des saisons de pêche 2013-2014 et 2014-2015 respectivement. Les données préliminaires de la saison de pêche 2015-2016 donnent à penser que la hausse de 90 % du TAC sera atteinte.

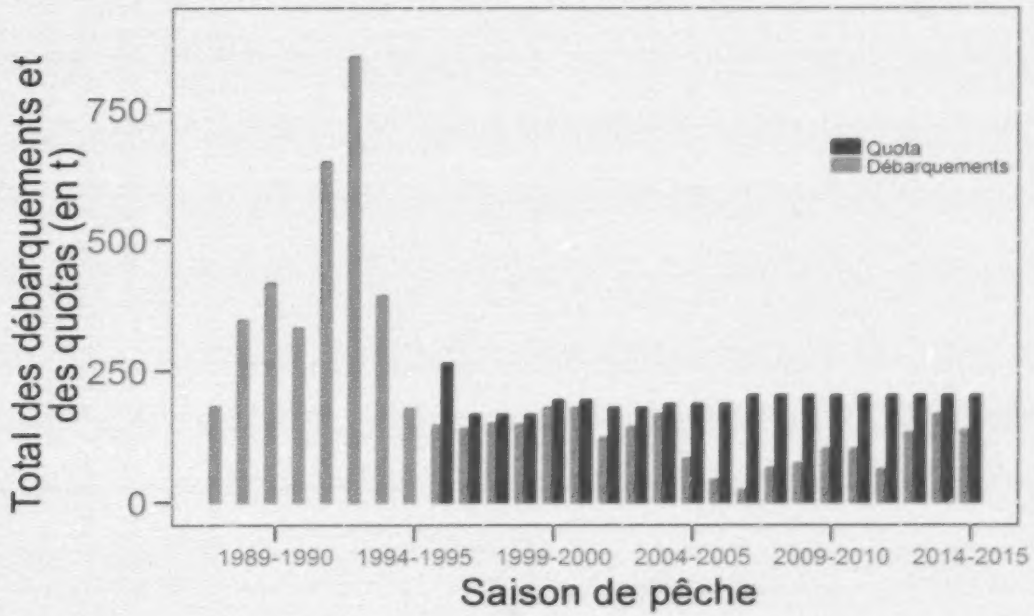

Figure 5. Quota (barres rouges) (données des talons de capture jusqu'à 1995, puis des registres de captures et de validation) et total autorisé des captures (TAC) (barres bleues) (depuis l'entrée en vigueur des quotas individuels et de la vérification à quai en 1995) en tonnes métriques par saison de pêche commerciale, pour les SGPP 12, 13, 18 et 19.

Données indépendantes de la pêche

Des relevés de plongée indépendants de la pêche aux sites repères ont été effectués conjointement par le MPO et la West Coast Green Urchin Association (WCGUA)[1]. L'objectif principal de ces relevés est de surveiller les populations d'oursins verts dans les deux zones de la côte de la Colombie-Britannique qui sont ouvertes à la pêche commerciale.

La première et plus longue série chronologique de relevés a été effectuée à des sites repères du détroit de la Reine-Charlotte, dans le SGPP 12, au nord-est de l'île de Vancouver, où 15 relevés d'automne et 3 relevés de printemps ont été réalisés depuis 1995 (Waddell *et al.* 1997, 2002; Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 2012) (figure 2). Les sites repères au sud-est de l'île de Vancouver se trouvent dans le détroit d'Haro, dans le SGPP 19 et ont fait l'objet d'un relevé en mars 2008, en mars 2009, en août 2009, en mars 2010, en mars 2012 et en mars 2014 (figure 2).

[1] En 2015, la WCGUA s'est dissoute et les membres ont rejoint les rangs de la Pacific Urchin Harvesters Association (PUHA).

Lors d'un relevé, les transects sont regroupés en sous-emplacements. Un sous-emplacement est défini comme une zone dans un site repère qui se distingue en raison de son emplacement géographique ou de son historique de pêche.

Les densités moyennes et leurs intervalles de confiance connexes ont été estimés à partir des données tirées de relevés à l'aide du Green Sea Urchin Analysis Program (GUAP) (programme d'analyse de l'oursin vert) (Lochead *et al.* 2015). Les transects sont les principales unités d'échantillonnage, l'interpolation linéaire servant à estimer les valeurs pour les quadrats omis ainsi que les quadrats où les oursins ont été dénombrés sans être mesurés. Les valeurs interpolées comprennent la profondeur des quadrats, le nombre d'oursins verts dans un quadrat, et la proportion par catégorie de taille (DT réglementaire ≥ 55 mm et DT inférieur à la taille réglementaire < 55 mm) dans un quadrat. Voir les documents du MPO (2015) et de Waddell *et al.* (2010) pour obtenir une description détaillée du protocole de relevé.

Le poids individuel des oursins mesurés a été estimé à partir d'une relation allométrique (Waddell *et al.* 2010) :

$$W = \alpha * TD^{\beta} * \exp(\varepsilon)$$

Ou dans le format log-normal :

$$W = \exp(\varphi + \beta * \log(TD) + \varepsilon)$$

Où :

- W est le poids par rapport à taille (en g)
- TD est le diamètre du test (en mm)
- α, β et φ sont les paramètres du modèle
- $\varphi = \log(\alpha)$
- ε est l'erreur aléatoire
- $\varepsilon \sim Normal(0, \sigma^2)$

Le poids moyen par rapport à la taille peut être estimé à l'aide de l'équation de la moyenne d'une distribution log-normale (Gelman *et al.* 2004) :

$$\bar{W} = \exp\left(\varphi + \beta * log(TD) + \frac{\sigma^2}{2}\right)$$

Où :

- $\bar{W}$ le poids moyen par rapport à la taille
- σ^2 est l'écart de l'erreur aléatoire

De 2002 à 2010, des échantillons biologiques ont été recueillis au cours des relevés et ont fourni des données sur le poids par rapport à la taille. Pour ces années, les valeurs de paramètres ont été estimées séparément pour chaque sous-emplacement dans le cadre d'un relevé à l'aide de données provenant des échantillons biologiques prélevés cette année-là (Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 2012).

L'échantillonnage biologique a pris fin en 2011. En ce qui concerne les relevés pour lesquels aucune donnée sur le poids par rapport à la taille n'a été recueillie, toutes les données de ce type ont été regroupées afin d'estimer les valeurs des paramètres allométriques. La taille de l'échantillon des données regroupées atteignait 3 706 individus provenant d'une combinaison de

69 relevés / sous-emplacements / année menés dans des zones ouvertes à la pêche commerciale (SGPP 12, 18 et 19). Le regroupement des données est considéré comme un simple échantillon aléatoire qui ne tient pas compte des échantillons ou de la taille des populations de chaque sous-emplacement. Pour le regroupement de données, l'estimation des valeurs de paramètre est la suivante :

- φ =-6,866
- $\alpha = 0.001042$
- $\beta = 2.728$
- $\sigma = 0.1597$

Conclusion :

$$W = \exp\left(-6.866 + 2.728 * log(TD) + \frac{0.160^2}{2}\right)$$

ou

$$W = 0{,}001042 * DT^{2.728} * 1{,}013$$

Pour chaque transect, le poids moyen et la proportion d'oursins de taille réglementaire ou de taille inférieure à la taille réglementaire sont estimés à partir des mesures du DT consignées dans les quadrats mesurés. Ces moyennes sont ensuite appliquées aux oursins provenant de ces quadrats dénombrés et omis. À la lumière de cette analyse, pour chaque transect, la biomasse et la population peuvent être estimées pour les oursins de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire.

Comme il est décrit dans Lochead *et al.* (2015), l'estimateur du ratio (Cochran 1977) est appliqué aux estimations de l'abondance de chaque transect pour générer des estimations de la densité moyenne (de la population ou de la biomasse) aux sous-emplacements dans le cadre d'un relevé, et la méthode de bootstrap (Efron et Tibshirani 1993) est utilisée pour générer les limites de confiance des estimations de la densité moyenne.

Tendances et structure des populations

De 1995 à 2014, aux sites repères du SGPP 12, la densité des populations (nombre d'oursins verts/m^2) et la densité de la biomasse (g/m^2) ont augmenté, tant pour les individus de taille réglementaire (DT ≥ 55 mm) et que ceux de taille inférieure à la taille réglementaire (DT < 55 mm) (figure 6). Les densités de population et de la biomasse de 2014 ont relativement peu changé depuis 2008, et sont environ de trois fois supérieures à ce qu'elles étaient en 1995 (figure 6). La moyenne estimée de DT est restée stable à 50 mm de 2004 à 2012, et a diminué à 47 mm en 2014 (figure 6).

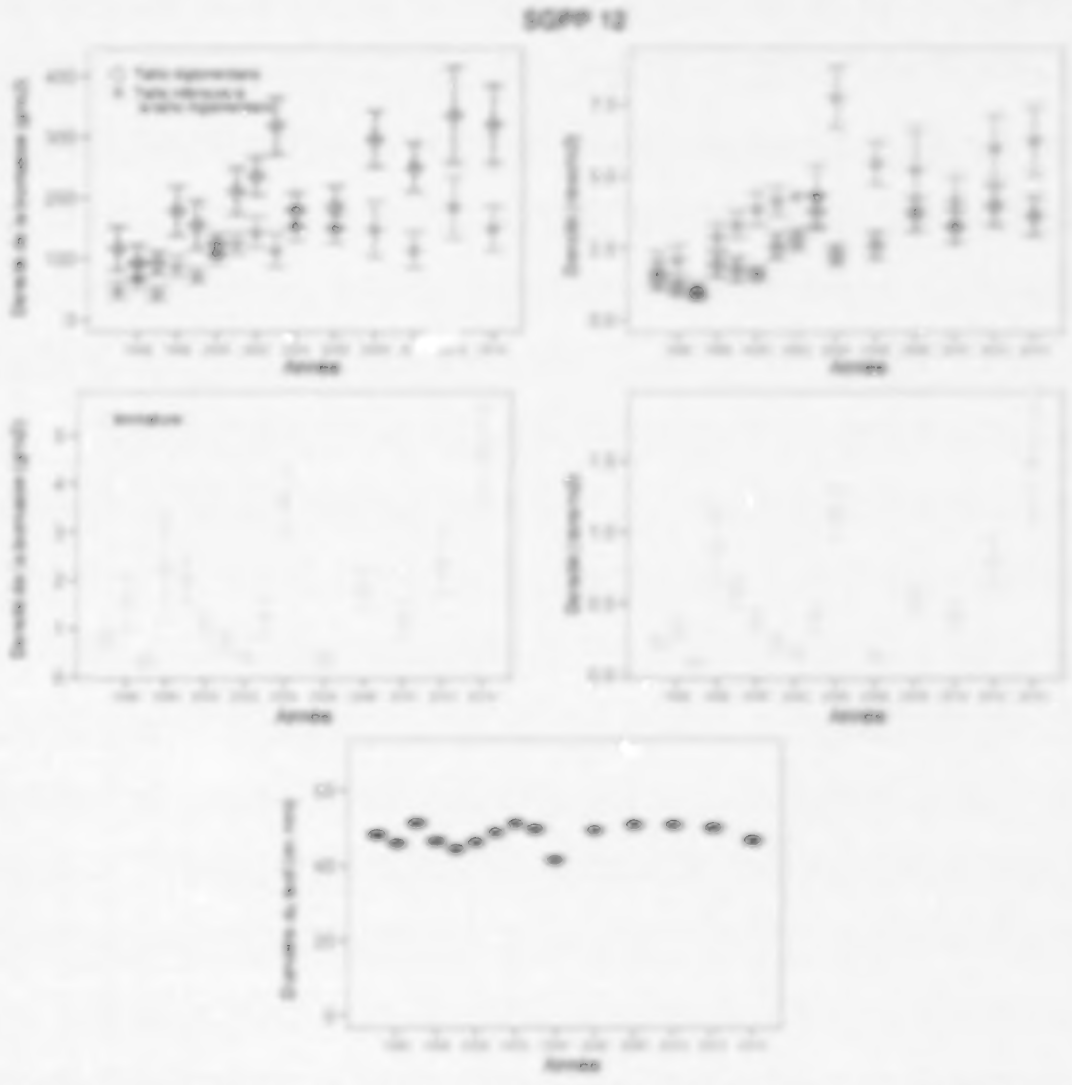

Figure 6. Moyenne estimée pour les oursins verts du SQFP 12 (± 1 écart-type). La densité de biomasse (g/m²) est indiquée à gauche, et la densité des populations (oursins/m²) est indiquée à droite. La ligne du haut présente les valeurs estimées des oursins de taille réglementaire (≥ 55 mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire (< 55 mm; comprend les oursins immatures). La rangée du milieu montre les valeurs estimées pour les oursins immatures (< 25 mm). Le graphique du bas montre le diamètre moyen du test pour toutes les tailles. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs.

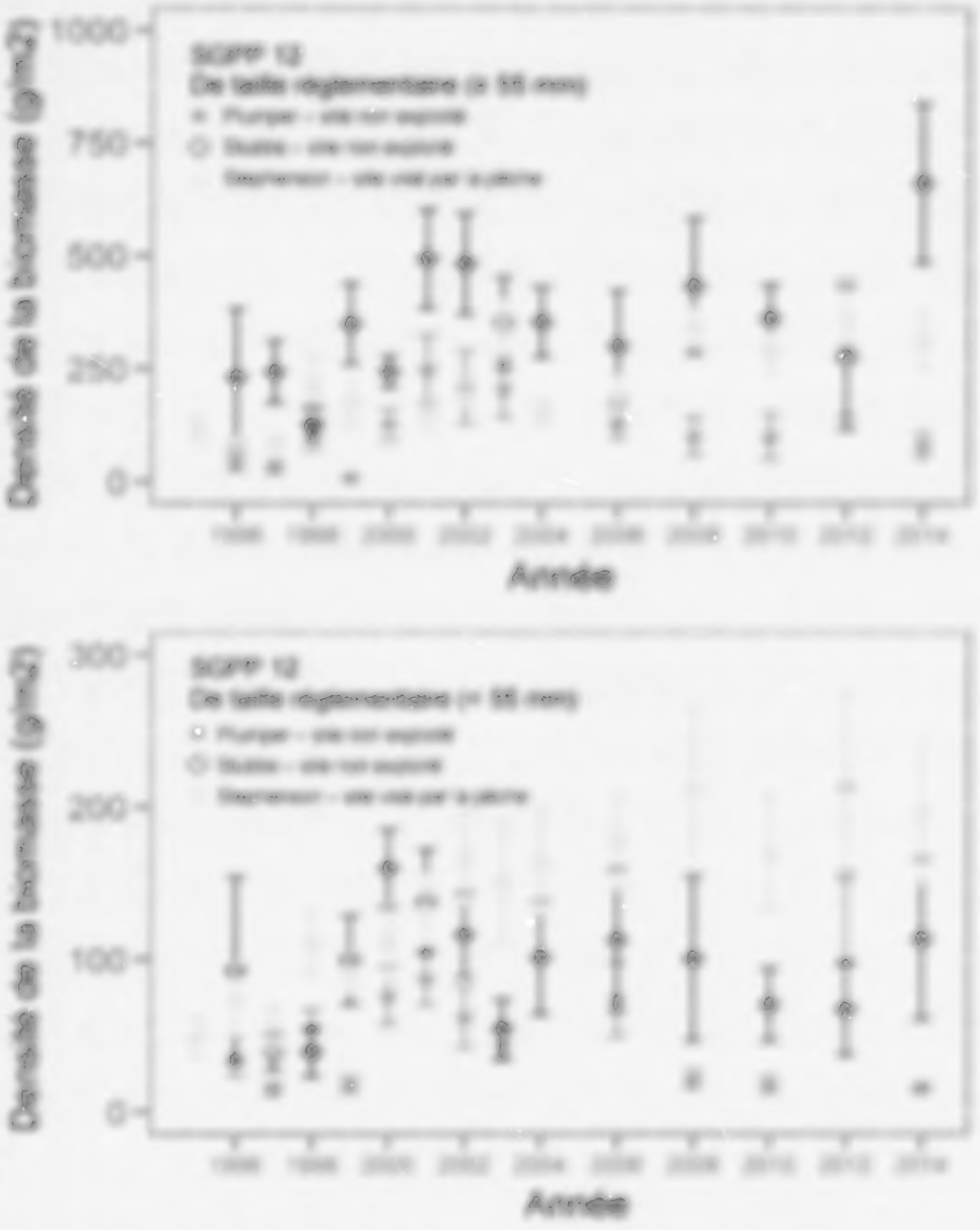

Figure 1. Densité moyenne de biomasse (g/m²) à durci-type pour les oursins verts de taille réglementaire (≥ 55 mm) (en haut) et de taille inférieure à la taille réglementaire (< 55 mm) (en bas) de trois sous-emplacements (Bois Stephenson (site exploité), Stubbs (zone témoin non exploité) et Plunger Island (site témoin non exploité)) du relevé de plongée du SGPP 12. On n'a terminé qu'un seul transect à Plunger Island en 2004; les données pour cette année-là ne sont donc pas illustrées.

Les sites repères du SGPP 12 sont répartis en trois sous-environnements : Scatter Island, Plumper Island et Isla Stephenson. Scatter Island et Plumper Island font l'objet d'une fermeture d'un an à des fins de recherche et, par conséquent, les quatre transects de chacun de ces sous-environnements servent de sites témoins non exploités par rapport aux six transects exploités dans Isla Stephenson. En 2014, en ce qui concerne les zones de pêche réglementaire et de pêche inférieure à la pêche réglementaire, la densité de la biomasse (g/m^2) a augmenté à Scatter Island, a diminué à Plumper Island et est demeurée relativement stable aux Isla Stephenson (figure 7), ce qui laisse entendre que des facteurs autres que la pêche auraient une incidence sur les tendances de la densité de la biomasse.

Rappelons que les données des relevés du SGPP 10 s'étendent sur six ans, des tendances commencent à se dégager. Les populations et la densité des ouvrets de pêche réglementaire ont décliné de 2008 à 2009, mais augmentent depuis ce temps. Les estimations de 2014 se situent près de celles de 2008 (figure 8). La densité des ouvrets de pêche inférieure à la pêche réglementaire a augmenté de 4 et 3 fois respectivement, comparativement avec la densité de la biomasse et la population de 2014 par rapport à celles de 2009 (figure 8). Le 27e moyen est passé de 59 mm en 2008 à 54 mm en 2014. La légère augmentation observée de la densité de la population d'individus de taille réglementaire et la hausse plus marquée de la densité d'individus de taille inférieure à la taille réglementaire se traduisent par une plus grande proportion d'ouvrets de taille inférieure à la taille réglementaire par rapport aux ouvrets de taille réglementaire, et donc par une baisse du 27e moyen.

Il n'existe pas encore de méthode fiable pour déterminer l'âge des ouvrets vairé. La méthode de détermination de l'âge au moyen des lignes d'accroissement utilisée chez d'autres bivalves n'est révélée peu fiable pour cette espèce (Russell et Meredith 2000). Par conséquent, on déduit la structure de la population en examinant la distribution des tailles.

Le pourcentage des ouvrets immatures (27 < 25 mm) dans le SGPP 10 était de 6,6 %, de 5,8 % et de 5,7 % en 2010, en 2012 et en 2014 respectivement. Le pourcentage des ouvrets immatures dans le SGPP 12 était de 6,0 %, de 5,8 % et de 15,8 % en 2010, en 2012 et en 2014 respectivement. Dans le SGPP 12 en 2014, l'estimation la plus élevée de la densité moyenne des immatures depuis 1995 (figure 9), combinée à la hausse du pourcentage d'ouvrets immatures des années précédentes, indique qu'un fort recrutement a eu lieu ou pourrait être attribuable à une réduction de la prédation des ouvrets immatures à la suite de la mortalité à grande échelle des étoiles de mer le long de la côte canadienne du Pacifique en 2013 (Hewson et al. 2014). Dans le SGPP 12, la répartition des fréquences de tailles était similaire en 2010 et en 2012 (figure 9). Dans le SGPP 10, la répartition des fréquences de tailles était similaire en 2010, en 2012 et en 2014 (figure 10).

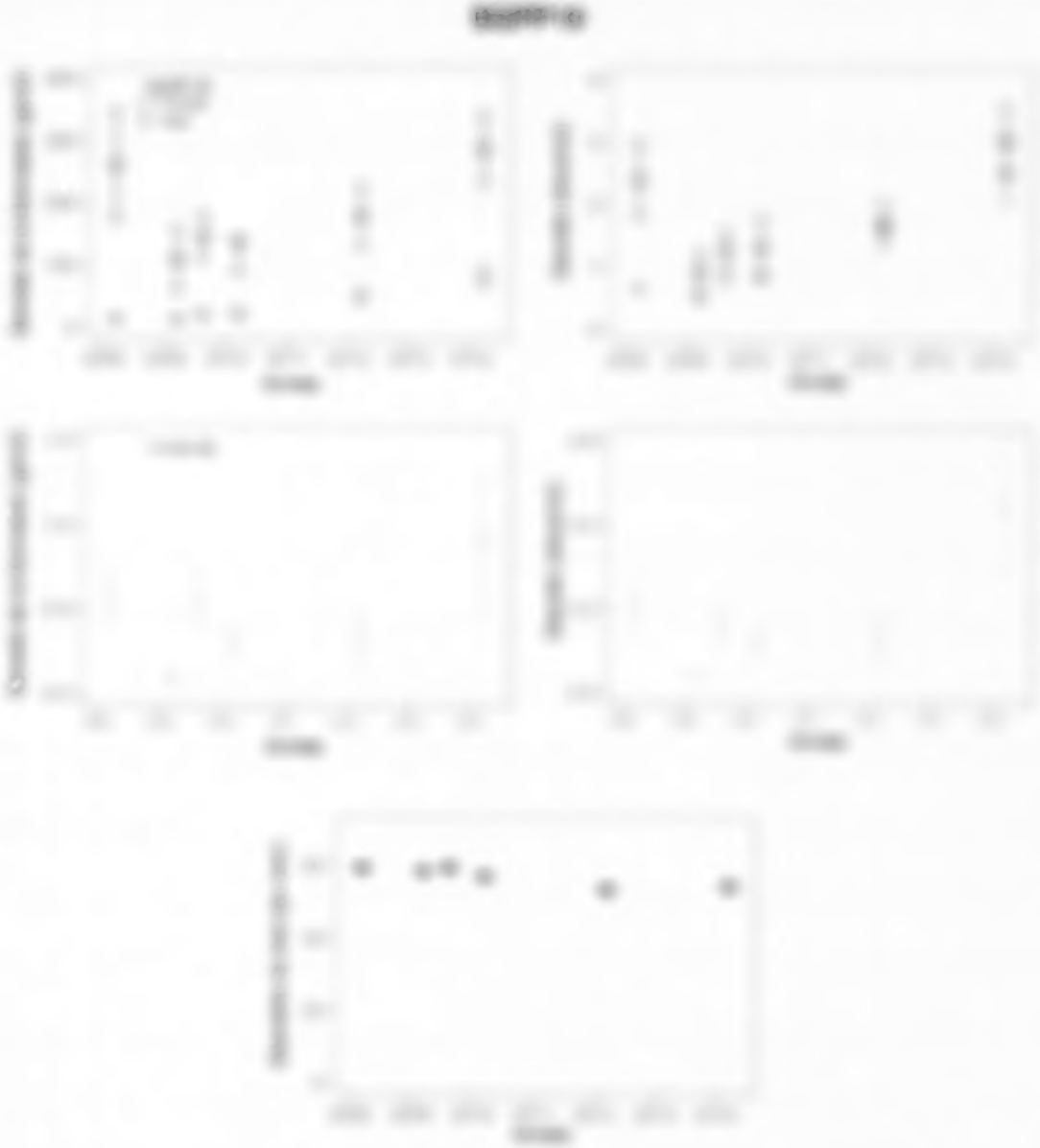

Figure 5 : Réponse prédite pour les secteurs sains de récifs d'eau chaude, au déclin de croissance, aux événements de blanchissement et à la mortalité des populations combinés sur la période 2015-2100 pour les différents scénarios d'émissions de GES. Les scénarios RCP2.6 et RCP4.5 correspondent à des scénarios d'émissions de GES faibles et modérés, respectivement, tandis que le RCP8.5 correspond à un scénario d'émissions élevées. Les différents scénarios d'émissions de GES sont présentés dans le texte principal. Les valeurs prédites des secteurs de récifs représentent la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec et sans événements de blanchissement. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec et sans déclin de croissance. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec et sans déclin de croissance et avec événements de blanchissement. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans déclin de croissance et sans événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans et sans déclin de croissance et sans événements de blanchissement. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec déclin de croissance et avec événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec et sans déclin de croissance et avec événements de blanchissement. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans déclin de croissance et avec événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans et sans déclin de croissance et avec événements de blanchissement. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec déclin de croissance et sans événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques avec et sans déclin de croissance et sans événements de blanchissement. Les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans déclin de croissance et sans événements de blanchissement correspondent à la différence entre les valeurs prédites pour les secteurs de récifs hypothétiques sans et sans déclin de croissance et sans événements de blanchissement.

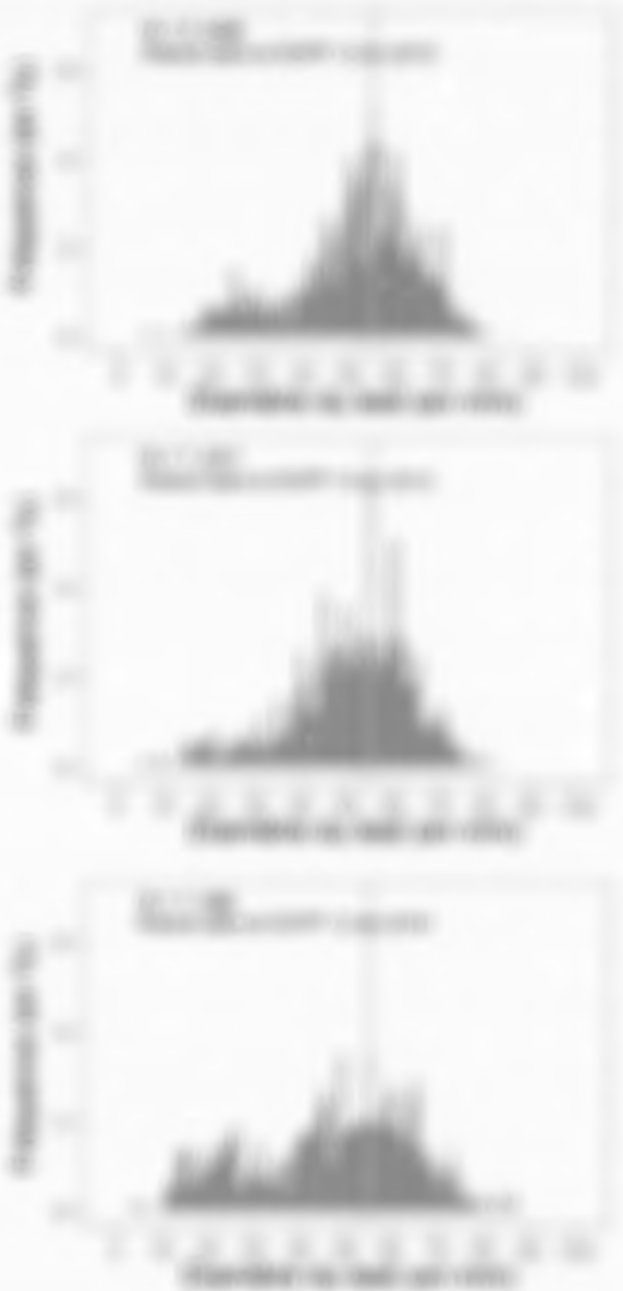

Figure 41 : Le quantile des différences de taille de densités de mot des noms pris isolés et en noun-noun (à droite) fréquence (à droite) quantiles supérieurs, de noun-noun quantiles de taille (à droite) quantiles différence dans la densité de mot. La figure montre la taille correspondante représentation centrale de 90 mots.

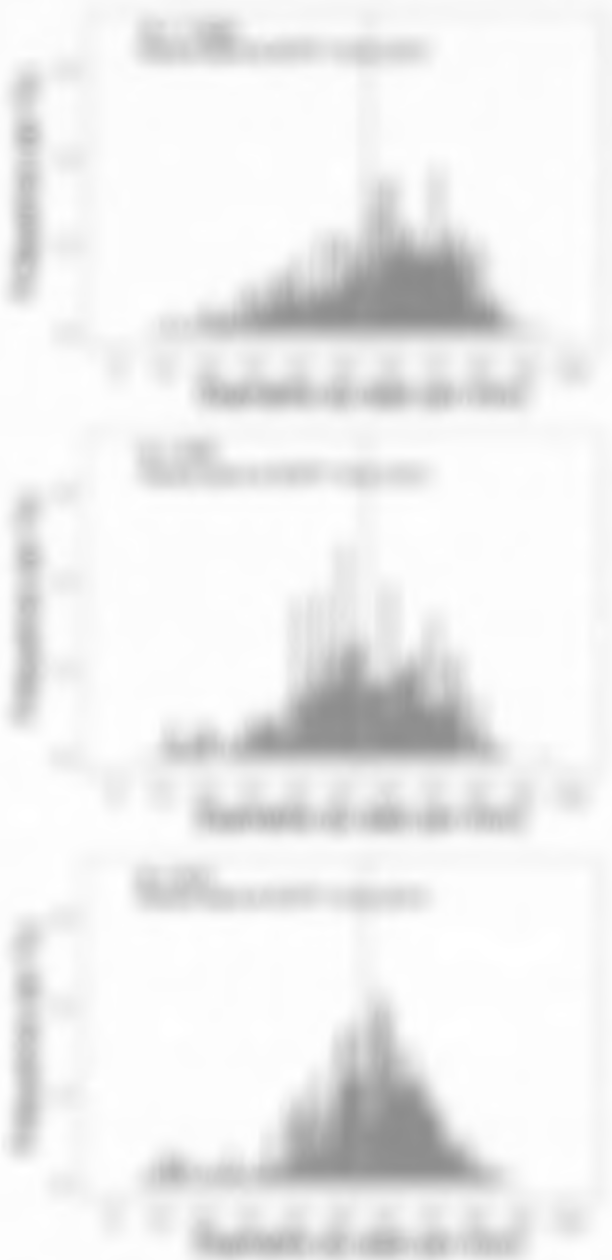

Figure 1.3 : Répartition des échantillons en taille en fonction de leur date de capture (mois) et de leur sexe. (a) Les échantillons capturés en mars (n=100) présentent une distribution bimodale avec un groupe de petites tailles (< 40 mm) et un groupe de grandes tailles (> 60 mm). (b) Les échantillons capturés en juin (n=100) montrent une distribution unimodale centrée sur 50 mm. (c) Les échantillons capturés en septembre (n=100) présentent une distribution unimodale centrée sur 70 mm.

Options en matière de prélèvement

La présente évaluation met à jour les séries chronologiques de données déjà publiées et propose de nouveaux niveaux de prélèvement pour la pêche à l'oursin vert de 2016-2017 à 2017-2018, en utilisant le même modèle bayésien dynamique de biomasse dont on s'est servi dans les évaluations du stock d'oursins verts de la C.-B. depuis 2003 (Perry *et al.* 2002, Zhang et Perry 2005, Perry *et al.* 2006, Waddell *et al.* 2010, MPO 2014). Les données du modèle sont décrites dans le document du MPO (2014). Ainsi, on a appliqué ce modèle séparément au NEIV et au SEIV et obtenu des distributions de probabilité de la production maximale soutenable (PMS) de chaque région.

On a toujours considéré les valeurs de la PMS comme des cibles à atteindre dans le cadre des mesures de gestion (Maxa 2001). Cependant, bon nombre des hypothèses qui sous-tendent les modèles traditionnels de production excédentaire ne sont pas valables pour la pêche commerciale aux oursins verts (absence d'amélioration de l'efficacité des engins, capturabilité constante [dans le temps et l'espace et pour tous les âges], rapport linéaire entre les CPUE et l'effort, et disponibilité égale de tous les individus pour la pêche) (Zhang et Perry 2005). L'approche actuelle, adoptée en 2003, est une approche de précaution selon laquelle des valeurs comme la PMS constituent des points de référence limite (PRL) à ne pas dépasser au moyen de mesures de gestion. Il faudrait que les points de référence cible (PRC), que les mesures de gestion devraient viser, soient suffisamment éloignés des PRL pour qu'il y ait une faible probabilité que le PRC dépasse la PMS réelle.

Les PRL de chaque région sont incertains, ces PRL pouvant correspondre à toute PMS représentée par les distributions de probabilité *a posteriori* à partir du modèle bayésien. Les PRC sont définis comme diverses réductions de l'estimation de la médiane de la distribution *a posteriori* du PMS, tout comme les probabilités que les PRC soient plus élevés que la PMS réelle (tableau 1). Pour chaque région, l'attribution de niveaux de prélèvement à chaque SGPP se fait selon la proportion des débarquements combinés de chaque SGPP pour les saisons de pêche 1985-1986 à 2014-2015 (tableau 1).

Les estimations de la PMS médiane sont demeurées relativement stables au cours des six dernières années. L'estimation médiane de la PMS pour le nord-est de l'île de Vancouver est de 392 t dans l'évaluation actuelle, ce qui se rapproche des estimations de 298 t et de 336 t pour 2010 et 2013 respectivement. L'estimation médiane de la PMS pour le sud-est de l'île de Vancouver est de 78 t, ce qui est similaire aux estimations de 78 t et de 74 t pour 2010 et 2013 respectivement.

Depuis la saison de pêche 2006-2007, les gestionnaires des pêches ont maintenu les quotas de pêche commerciale de l'oursin vert à 177,3 t dans le nord-est de l'île de Vancouver et à 25,5 t dans le sud-est de l'île de Vancouver. Si les mêmes quotas de pêche commerciale sont utilisés pour le nouveau PGIP, il y aurait une probabilité de 2,5 % pour le nord-est de l'île de Vancouver et une probabilité de 0,8 % pour le sud-est de l'île de Vancouver que les quotas soient égaux ou supérieurs aux valeurs réelles de la PMS.

Tableau 1. PRC en tonnes métriques correspondant aux réductions de la PMS médiane estimée, la probabilité (en %) que le PRC soit supérieur ou égal à la PMS réelle, et attribution du quota total à chacune des deux régions de pêche : A) SGPP 12 et 13 et B) SGPP 18 et 19.

A. SGPP 12 et 13	PRC (en t)			% de probabilité PRC ≥ PMS réelle
	SGPP 12 et 13	SGPP 12	SGPP 13	
Médiane estimée de la PMS	302.30	186.76	115.54	50.0
Médiane de la PMS à 90 %	272.07	168.08	104.99	33.9
Médiane de la PMS à 80 %	241.84	149.41	92.43	18.5
Médiane de la PMS à 70 %	211.61	130.73	80.88	7.8
Médiane de la PMS à 60 %	181.38	112.06	69.32	2.9
Médiane de la PMS à 50 %	151.15	93.38	57.77	1.0
Médiane de la PMS à 40 %	120.92	74.70	46.22	0.4
Médiane de la PMS à 30 %	90.69	56.03	34.66	< 0.1
Médiane de la PMS à 20 %	60.46	37.35	23.11	< 0.1
Médiane de la PMS à 10 %	30.23	18.68	11.55	<< 0.1

B. SGPP 18 et 19	PRC (en t)			% de probabilité PRC ≥ PMS réelle
	SGPP 18 et 19	SGPP 18	SGPP 19	
Médiane estimée de la PMS	75.90	27.90	48.00	50.0
Médiane de la PMS à 90 %	68.31	25.11	43.20	36.4
Médiane de la PMS à 80 %	60.72	22.32	38.40	24.7
Médiane de la PMS à 70 %	53.13	19.53	33.60	15.1
Médiane de la PMS à 60 %	45.54	16.74	28.80	8.9
Médiane de la PMS à 50 %	37.95	13.95	24.00	4.8
Médiane de la PMS à 40 %	30.36	11.16	19.20	1.9
Médiane de la PMS à 30 %	22.77	8.37	14.40	0.4
Médiane de la PMS à 20 %	15.18	5.58	9.60	< 0.1
Médiane de la PMS à 10 %	7.59	2.79	4.80	<< 0.1

Sources d'incertitude

Les incertitudes sont généralement liées aux données et aux hypothèses simplifiées nécessaires pour élaborer des modèles mathématiques et statistiques qui sont utilisés pour analyser les données.

Comme dans pratiquement toutes les analyses quantitatives, l'incertitude entourant le modèle contribue à l'incertitude générale. L'estimation de la PMS est fondée sur un modèle de productivité qui comporte des incertitudes inhérentes. Le modèle de production réunit la croissance, la reproduction et la mortalité dans une fonction de production, en ne tenant pas compte des interactions et des effets temporels de ces processus. Ce modèle représente un processus simplifié d'estimation de la dynamique des populations, mais il manque un certain réalisme comparativement aux modèles de gestion des pêches plus complexes, comme les modèles structurés selon l'âge. Par exemple, le modèle suppose que la production excédentaire (hausse totale de la biomasse du stock) pour une année donnée est liée à la biomasse de l'année précédente, sans tenir compte du temps nécessaire à la croissance des larves et des juvéniles avant qu'ils contribuent à la biomasse exploitable. Par conséquent, la PMS ainsi calculée doit être traitée avec une certaine prudence. Diverses options en matière de quotas ont été fournies, tout comme les niveaux de probabilité connexes indiquant si un quota

adopté sera plus élevé que la PMS estimée. Les gestionnaires des pêches peuvent donc choisir le niveau de risque jugé tolérable dans le cadre de la gestion de la pêche.

Une autre source d'incertitude concerne la façon dont les quotas sont répartis entre les SGPP dans chaque région. L'allocation des quotas entre les SGPP (au sein d'une région) est fondée sur la proportion de la contribution de chaque SGPP aux débarquements de 1995-1996 à 2014-2015. Cette méthode comporte le risque de perpétuer une éventuelle surexploitation historique ou que certains SGPP soient exploités plus que prévu si la répartition et l'abondance des oursins verts varient d'un secteur à l'autre au fil du temps.

Conclusions

Les oursins verts représentent toujours une petite mais importante pêche en plongée en C.-B. La pêche a souffert de la faible demande de 2004 à 2012, mais les débarquements provenant des trois dernières saisons de pêche étaient plus près du TAC, qui est demeuré constant, ce qui indique une possible hausse de la demande. Depuis 2002-2003, les données des CPUE dépendantes de la pêche sont demeurées à des niveaux équivalents ou supérieurs à ceux observés au début de cette pêche en 1987. Dans le SGPP 12, les densités de la biomasse et de la population d'oursins verts de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire tirées du relevé de 2014 étaient similaires à celles des relevés depuis 2008, et avaient presque triplé par rapport à 1995. Dans le SGPP 19, les densités de la population et la biomasse des oursins de taille réglementaire étaient similaires à celles observées au cours de la première année du relevé en 2008, et les estimations relatives aux oursins de taille inférieure à la taille réglementaire connaissent une hausse depuis 2008.

Avis

1. Les options en matière de niveaux de prélèvement calculées à l'aide d'un modèle bayésien dynamique de biomasse sont fournies dans le tableau 1 pour le nord-est de l'île de Vancouver (SGPP 12 et 13) et le sud-est de l'île de Vancouver (SGPP 18 et 19). La production maximale soutenable (PMS) est établie comme point de référence limite (PRL); des points de référence cible (PRC) sont établis en tant que réductions de la PMS médiane. Les risques liés aux options en matière de niveaux de prélèvement sont définis dans le tableau 1 comme la probabilité que le PRC soit plus élevé que la PMS réelle (tableau 1).
2. Il faudrait continuer à effectuer régulièrement des relevés indépendants de la pêche dans les SGPP 12 et 19 afin d'obtenir une série chronologique indépendante de la pêche pour surveiller les tendances des populations d'oursins verts.
3. L'idéal serait d'étendre le programme de relevés de l'oursin vert à tous les sites repères des SGPP n'ayant pas fait l'objet de relevés et où l'on pratique la pêche commerciale (c.-à-d. les SGPP 13 et 18).

Collaborateurs

Nom	Affiliation
Dominique Bureau	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Mike Featherstone	Pacific Urchin Harvesters Association
Wayne Hajas	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Nicholas Komick	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique

Nom	Affiliation
Geoff Krause	Pacific Urchin Harvesters Association
Janet Lochead*	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
William Strong	Pacific Urchin Harvesters Association
Brenda Waddell	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique
Erin Wylie	Gestion des pêches du MPO, Région du Pacifique
Zane Zhang	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique

** principale personne-ressource*

Approuvé par

Carmel Lowe
Directeur régional
Direction des sciences, Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

29 avril 2016

Sources de renseignements

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences du Avril 6, 2016 sur la mise à jour sur l'état du stock et options en matière de quotas pour la pêche aux oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2016-2019.

Cochran, W.G. 1977. Sampling Techniques. Chapman & Hall, New York, New York.

Efron, B., Tibshirani, R.J. 1993. An Introduction to the Bootstrap. Chapman & Hall, New York, New York.

Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S., Rubin, D.B. 2004. Bayesian data analysis (Vol. 2). Boca Raton, FL, USA: Chapman & Hall/CRC.

Hewson, I., Button, J.B., Gudenkauf, B.M., Miner, B.,Newton, A.L., Gaydos, J.K., Wynne, J., Groves, C.L., Hendler, G., Murray, M., Fradkin, S., Breitbart, M., Fahsbender, E., Lafferty, K., Kilpatrick, A.M., Miner, C.M., Raimondi, P., Lahner, L., Friedman, C.S., Daniels, S., Haulena, M., Marliave, J, Burge, C.A., Eisenlord, M.E., Harvell, C.D. 2014. Densovirus associated with sea-star wasting disease and mass mortality. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 111, 17278-17283.

Lochead, J., Hajas, W., Leus, D. 2015. Calculation of mean abundance in the Red Urchin Analysis Program and Green Urchin Analysis Program. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3065: vi + 41 p.

Mace, P.M. 2001. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. Fish and Fisheries 2: 2-32.

MPO. 2013. Pacific Region integrated Fisheries Management Plan, Green Sea Urchin, September 1, 2013 to August 31, 2016. Cat no: 348894.

MPO. 2014. Mise à jour sur l'état du stock et options en matière de quotas pour la pêche aux oursins verts, *Strongylocentrotus droebachiensis*, en Colombie-Britannique, 2013-2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/052.

Munk, J.E. 1992. Reproduction and growth of green urchins *Strongylocentrotus droebachiensis* (Müller) near Kodiak, Alaska. J. Shellfish Res. 11: 245-254.

Perry, R.I., Zhang, Z., Harbo, R. 2002. Development of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery in British Columbia, Canada – back from the brink using a precautionary framework. Fish. Res. 55: 253-266.

Perry, R.I., Zhang, Z., Waddell, B. 2006. Évaluation du stock et options de quotas pour la pêche à l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2006-2009. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/064.

Perry, R.I., Zhang, Z., Waddell, B.J. 2003. Assessment of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) stocks in British Columbia, 2003. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/082. iii + 52 p.

Russell, M.P., Meredith, R.W., 2000. Natural growth lines in echinoid ossicles are not reliable indicators of age: a test using *Strongylocentrotus droebachiensis*. Invertebr. Biol. 119, 410-420.

Sokal, R.R., Rohlf, J.F. 2012. Biometry: the principals and practice of statistics in biological research. 4th Edition. W.H. Freeman and Co., New York.

Strathman, R. 1978. Length of pelagic period in echinoderms with feeding larvae from the Northeast Pacific. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 34: 23-27.

Waddell, B., Zhang, Z., Perry, R.I. 2010. Stock assessment and quota options for the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, fishery in British Columbia, 2010-2013. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/027. vi + 36 p.

Waddell, B.J., Crossley, C.M., Tzotzos, D.P., Perry, R.I., Kensall, D. 2002. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, November 1996 and February 1997. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2419.

Waddell, B.J., Perry, R.I. 2005. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, November 1998, 1999, 2000, 2001, and October 2002. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2591.

Waddell, B.J., Perry, R.I. 2006. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2003 and November 2004. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2633.

Waddell, B.J., Perry, R.I. 2007. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2006. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2742.

Waddell, B.J., Perry, R.I. 2012. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2008 and November 2010. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3000.

Waddell, B.J., Perry, R.I., Scharf, G., Ross, G. 1997. Surveys on green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 1995 and March 1996. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2143.

Zhang, Z., Perry, R.I. 2005. Use of state-space modeling with a Bayesian approach to estimate target reference points for green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) stocks in the Queen Charlotte Strait regions, British Columbia, Canada. Fish. Res. 74: 253-264.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208
Courriel: csap@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet: www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2016

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2016. Mise à jour sur l'état du stock et options de récolte pour la pêche aux oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2016-2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/031

Also available in English:

DFO. 2016. Stock Status Update and Harvest Options for the Green Sea Urchin (Strongylocentrotus droebachiensis) Fishery in British Columbia, 2016-2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2016/031.